

Biosorpsi ion Cd^{+2} oleh adsorben dari daun nenas (*Ananas comosus*) teramobilisasi dalam Ca-alginat

*Biosorption of Cd ions by adsorbents from pineapple (*Ananas comosus*) leaves immobilized in Ca-alginate*

Nurhidayah, Diah Riski Gusti*, Lenny Marlinda, dan Intan Lestari

Prodi Kimia Fakultas Sains dan Teknologi, Universitas Jambi

Jln Raya Jambi-Ma. Bulian Km 15, Mendalo Indah, Jambi

* e-mail: diahgusti07@yahoo.co.id



INFO ARTIKEL

Sejarah artikel:

Diterima:

5 Juli 2020

Direvisi:

8 Desember 2020

Diterbitkan:

28 Desember 2020

Kata kunci:

biosorpsi;

daun nenas;

teramobilisasi;

Ca-alginat

ABSTRAK

Daerah Tangkit Provinsi Jambi dikenal sebagai daerah penghasil nenas.. Pada musim panen buah nenas, banyak ditemukan daun nenas yang tidak dimanfaatkan. Daun nenas mengandung selulosa yang dapat digunakan sebagai biosorben untuk mengadsorpsi ion-ion logam. Biosorpsi ion Cd^{+2} dalam larutan dipelajari menggunakan biosorben daun nenas yang teramobilisasi dalam Ca-alginat (BDNC) dengan metode batch pada suhu kamar. Penelitian ini bertujuan untuk menentukan kapasitas biosorpsi biosorben daun nenas teramobilisasi dalam Ca-alginat sebagai alternatif biosorben ion logam dari limbah alami. Kapasitas adsorpsi pada kondisi optimal diperoleh pada pH 6, waktu kontak selama 120 menit dan konsentrasi 300 mg/L adalah 28,56 mg/g. Mekanisme biosorpsi cenderung secara isoterm langmuir dengan nilai $R^2 = 0,9632$, $K_L = 0,0527$ L/mg, yang menunjukkan kekuatan ikatan molekul adsorbat dan biosorben dan $Q_{\max} = 29,762$ mg/g. Biosorben daun nenas teramobilisasi Ca-alginat memiliki potensial yang bagus untuk mengadsorpsi ion logam Cd^{+2} .

ABSTRACT

The Tangkit Area of Jambi Province is known as a pineapple producing area. During the pineapple harvest season, many pineapple leaves are found that are not used. Pineapple leaves contain cellulose which can be used as a biosorbent to adsorb metal ions. The biosorption of Cd (II) ions in the solution were studied using the biosorbent from Ca-alginate immobilized pineapple leaves (BDNC) by batch method at room temperature. This study aims to determine the biosorption capacity of immobilized pineapple leaf biosorbents in Ca-alginate as an alternative to metal ion biosorbent from natural waste. Adsorption capacity at optimal conditions was obtained at pH 6, contact time for 120 minutes and a concentration of 300 mg/L was 28.56 mg/g. The biosorption mechanism tends to be direct isotherm with a value of $R^2 = 0.9632$, $K_L = 0.0527$ L/mg, which indicates the bond strength of the adsorbate and biosorbent molecules and $Q_{\max} = 29.762$ mg/g. Ca-alginate immobilized pineapple leaf biosorbent has good potential to adsorb Cd^{+2} metal ions.

Keywords:

biosorption;

pineapple leaves;

immobilized;

Ca-alginate

1. Pendahuluan

Kadmium merupakan logam berat beracun dan mengurangi efisiensi fotosintesis (Han et al., 2020). Logam ini bersifat tidak dapat terurai, dengan konsentrasi yang terus meningkat di lingkungan (Wu et al., 2012). Limbah yang tidak diolah dari berbagai

industri menjadi sumber air telah menjadi salah satu sumber utama polusi Cd yang kemudian terakumulasi melalui rantai makanan (Othman et al., 2011). Kelebihan Cd dari kadar maksimum yang diperbolehkan dapat menyebabkan berbagai gangguan kesehatan.

Salah satu cara untuk mengatasi kelebihan ion Cd dalam larutan dengan menggunakan biosorben. Limbah

daun nanas berpotensi untuk dikonversi menjadi biosorben karena kandungan selulosa yang tinggi (Mahardika et al., 2018). Daun nanas sangat mudah ditemukan dimana daerah Tangkit Provinsi Jambi merupakan penghasil nenas. Penggunaan limbah daun nanas sebagai biosorben menguntungkan dari segi ekonomi dan lingkungan. Mahardika et al (2018) melaporkan, selulosa mengandung gugus fungsi hidroksil (-OH) dan karboksil (-COOH). Oleh karena itu dapat berinteraksi dengan logam sehingga dapat digunakan sebagai adsorben.

Biosorben teramobilisasi dalam Ca-alginat telah banyak diteliti untuk berbagai macam biosorben dan logam dalam larutan. Biosorben teramobilisasi dalam Ca-alginat memiliki keunggulan yaitu dapat memiliki kekuatan mekanik, membentuk agregat yang kuat, rigiditas, ukuran dan karakteristik porositas. Keunggulan ini meningkatkan kapasitas penyerapan, memudahkan pemisahan biosorben dari larutan, tahan terhadap lingkungan kimia serta dapat didesorpsi (Lestari et al., 2016).

Penelitian ini dilakukan untuk mengoptimalkan pemanfaatan biosorben limbah daun nanas untuk proses adsorpsi ion logam Cd^{+2} dengan mengamobilisasi biosorben daun nanas ke dalam Ca-alginat. Amobilisasi ini diharapkan dapat meningkatkan kapasitas adsorpsi ion logam Cd^{+2} . Berdasarkan penelusuran literatur, belum pernah dilaporkan penggunaan biosorben limbah daun nanas teramobilisasi dalam Ca-alginat untuk adsorpsi ion logam Cd^{+2} serta isotherm biosorpsinya. Proses biosorpsi dilakukan secara *Batch* dibawah pengaruh pH, waktu kontak dan konsentrasi. Data dianalisis menggunakan isotherm Langmuir dan Freundlich. Pengukuran ion logam menggunakan AAS.

2. Metode

Alat-alat yang digunakan pada penelitian ini yaitu peralatan gelas, neraca analitik, pH meter (PH-009(I)A), grinder, ayakan saringan 90 μ m, *shaker* dan *Atomic Adsorption Spectrometer* (AAS) (Varian AA240). Adapun bahan-bahan yang digunakan yaitu Natrium alginat, NaOH, akuades, $Cd(CH_3COO)_2 \cdot 2H_2O$, $CaCl_2$ 0,2 M dan H_2SO_4 (Merck).

2.1. Preparasi adsorben daun nanas dan aktivasi

Sampel daun nanas (*Ananas comosus*) dicuci hingga bersih lalu dipotong-potong kecil dan dikering anginkan di temperatur ruang sampai mengering dan pengeringan dengan oven pada suhu 60°C hingga kering. Setelah kering, sampel digiling halus dengan grinder dan diayak dengan saringan sampai ukuran 90 μ m.

Serbuk daun nanas sebanyak 20 gram direndam dalam NaOH 0,1 M dengan perbandingan 1 : 10 (gr/mL). Campuran tersebut dikocok dengan *shaker* selama 2 jam kemudian disaring. Biomaterial yang telah ditreatmen disaring dan dicuci dengan akuades hingga pH 6-7. Kemudian dikeringkan dengan oven pada suhu 60°C sampai kering, didinginkan di dalam wadah tertutup, serbuk dihaluskan kembali dengan mortar dan diayak untuk mendapatkan ukuran partikel yang seragam.

2.2. Amobilisasi biomassa

Alginat 2% dibuat dengan melarutkan 2 gram natrium alginat kedalam 100 mL akuades, kemudian dipanaskan pada suhu 70°C dengan pengadukan konstan hingga berbentuk bubur. Bubur didinginkan hingga suhu kamar. Selanjutnya 2 gram serbuk biosorben ditambahkan sambil diaduk untuk mendapatkan campuran yang seragam. Campuran yang diperoleh diteteskan ke dalam $CaCl_2$ 0,2 M dengan menggunakan pipet tetes sehingga akan membentuk butiran (*beads*). Butiran disaring, dicuci dengan akuades, dikeringkan dan disimpan dalam wadah tertutup.

2.3. Pengaruh pH larutan terhadap ion Cd^{+2}

Ion logam Cd (II) dengan konsentrasi 10 mg/L sebagai konsentrasi awal (C_0) dimasukkan kedalam erlenmeyer 250 mL. Diatur pH larutan masing-masing 3, 4, 5, 6 dan 7 menggunakan larutan HNO_3 0,1 M dan NaOH 0,1 M. Kemudian dimasukkan biosorben teramobilisasi sebanyak 0,1 gr, dikocok menggunakan *shaker* pada 150 rpm selama 45 menit. Selanjutnya setelah dikontakkan, campuran disaring dan filtrat dianalisis dengan *Atomic Adsorption Spectrometer* (AAS). Konsentrasi yang diperoleh merupakan konsentrasi kesetimbangan ion Cd^{+2} dalam larutan (C_e).

2.4. Pengaruh waktu kontak terhadap adsorpsi ion Cd^{+2}

Ion logam Cd^{+2} sebanyak 20 mL dengan konsentrasi 10 mg/L merupakan konsentrasi awal (C_0) dimasukkan kedalam erlenmeyer 250 mL, kemudian diatur pH optimum dengan menambahkan HNO_3 0,1 M dan NaOH 0,1 M. Kemudian dimasukkan biosorben teramobilisasi sebanyak 0,1 gr. Selanjutnya erlemeyer tersebut dishaker selama 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150 dan 180 menit pada 150 rpm dan disaring. Filtrat dianalisis kadar logamnya dengan *Atomic Adsorption Spectrometer* (AAS). Konsentrasi yang diperoleh merupakan konsentrasi kesetimbangan ion Cd^{+2} dalam larutan (C_e).

2.5. Pengaruh konsentrasi terhadap adsorpsi ion Cd^{+2}

Larutan ion logam Cd^{+2} dengan konsentrasi 10, 50, 100, 150, 200, 250 dan 300 mg/L dimasukkan ke dalam erlemeyer 250 mL pada pH optimum dengan menambahkan HNO_3 0,1 M dan NaOH 0,1 M. Kemudian biosorben teramobilisasi sebanyak 0,1 gr. ditambahkan dalam erlemeyer tersebut pada waktu kontak optimum pada 150 rpm. Selanjutnya setelah dikontakkan, campuran disaring dan filtrat dianalisis kadar logamnya dengan *Atomic Adsorption Spectrometer* (AAS). Konsentrasi yang diperoleh merupakan konsentrasi kesetimbangan ion Cd^{+2} dalam larutan (C_e).

2.6. Analisis data

Dari masing-masing rasio data analisa dibuat grafik penyerapan ion logam Cd(II). Selanjutnya dari hasil

yang diperoleh ditentukan % biosorpsi dan kapasitas penyerapan (Q_e) serta analisa isoterm biosorpsi. Cheragi et al (2015) melaporkan bahwa % biosorpsi dan kapasitas penyerapan (Q_e) dihitung dengan menggunakan persamaan (Cheraghi et al., 2015; Tan and Ting, 2012) :

$$\% \text{ Biosorpsi} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

Dimana C_0 : Konsentrasi awal larutan ion Cd^{+2} (mg/L), C_e : Konsentrasi kesetimbangan ion Cd^{+2} (mg/L)

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e)v}{m} \quad (2)$$

Dimana Q_e : kapasitas penyerapan (mg/gr), m : massa biosorben (gram), v : volume larutan (mL), C_0 : konsentrasi awal sebelum biosorpsi (mg/L), C_e : konsentrasi kesetimbangan biosorpsi ion Cd^{+2} (mg/L).

2.7. Isoterm biosorpsi

Tan dan Ting (2012) menyebutkan bahwa model kesetimbangan menentukan dari kapasitas adsorben dalam menghilangkan ion Cd^{+2} dan menggambarkan tipe mekanisme pengikatan permukaan adsorben (Tukaram Bai et al., 2019). Model kesetimbangan dikalkulasikan berdasarkan persamaan Langmuir dan Freundlich (Shahbeig et al., 2013) :

$$\text{Langmuir model, } \frac{C_e}{Q_e} = \left[\frac{1}{K_L Q_{\text{max}}} \right] + \left[\frac{1}{Q_{\text{max}}} \right] C_e \quad (3)$$

Dimana C_e : konsentrasi kesetimbangan ion Cd^{+2} ; Q_e : kapasitas biosorpsi biosorben maksimum (mg^{-1}); K_L : konstanta langmuir (ditentukan dari intersep y).

$$\text{Freundlich model, } \ln Q_e = \ln K_F + \left(\frac{1}{n} \right) \ln C_e \quad (4)$$

Dimana Q_e : kapasitas biosorpsi adsorben (mg^{-1}); K_F : konstanta (ditentukan dari intersep y); n : konstanta

(ditentukan dari slope pada grafik); C_e : konsentrasi kesetimbangan ion Cd^{+2} .

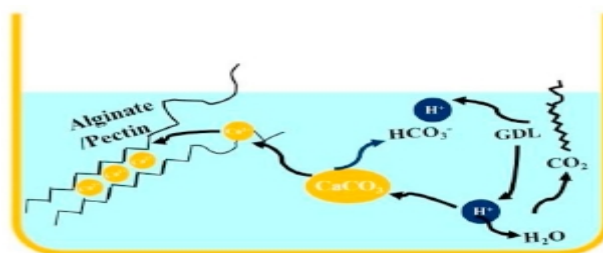
3. Hasil dan pembahasan

3.1. Aktivasi serbuk daun nenas dengan NaOH

Aktivasi dilakukan terhadap serbuk daun nenas berukuran 90 μm (170 mesh). Ukuran tersebut dipilih karena semakin kecil ukuran partikel semakin besar luas permukaan padatan per satuan volume tertentu, sehingga akan semakin banyak zat yang diadsorpsi. Aktivasi yang dilakukan bertujuan untuk menghilangkan lignin yang terdapat dalam selulosa daun nenas menggunakan NaOH, karena optimum untuk proses pulping tanaman selain kayu seperti serat nenas dan dapat meningkatkan biosorpsi ion logam (Mopoung and Kengkhetkit, 2016). Lignin dihilangkan karena keberadaannya dapat menghalangi proses transfer ion ke sisi aktif biosorben. Larutan NaOH akan memecah ikatan antara selulosa dan lignin. Ion OH^- dari NaOH akan memutuskan ikatan-ikatan dari struktur dasar lignin sedangkan ion Na^+ akan berikatan dengan lignin membentuk natrium fenolat. Garam fenolat ini bersifat mudah larut.

3.2. Amobilisasi biosorben pada Ca-alginat

Biosorben daun nenas diamobilisasi ke dalam alginat 2% dengan cara meneteskan campuran yang terdiri dari biosorben daun nenas dan natrium alginat dengan perbandingan 1 : 1 ke dalam CaCl_2 0,2 M untuk membentuk *bead* (Lestari et al., 2016). Secara cepat akan terjadi ikatan antara ion kalsium dari CaCl_2 dengan α -L-Guluronat dalam rantai alginat pada natrium alginat, penggantian ini dengan segera dapat menjadikan tetesan alginat mengental dan membentuk gel yang lebih stabil. Hal ini terjadi karena terjadinya ikatan silang yang terbentuk antara anion COO^- dari monomer alginat dengan ion Ca^{2+} sehingga terjadi pertukaran ion antara ion Na^{+2} dengan ion Ca^{2+} (Mahbub, 2012). Ikatan silang yang terjadi membentuk manik kalsium alginat dengan struktur yang khas yang disebut dengan struktur *egg box* seperti diperlihatkan pada Gambar 1.



Gambar 1. *Egg box* dalam gel alginat (Cao et al., 2020)

3.3. Karakterisasi biosorben daun nenas teramobilisasi Ca-alginat dengan analisis FTIR

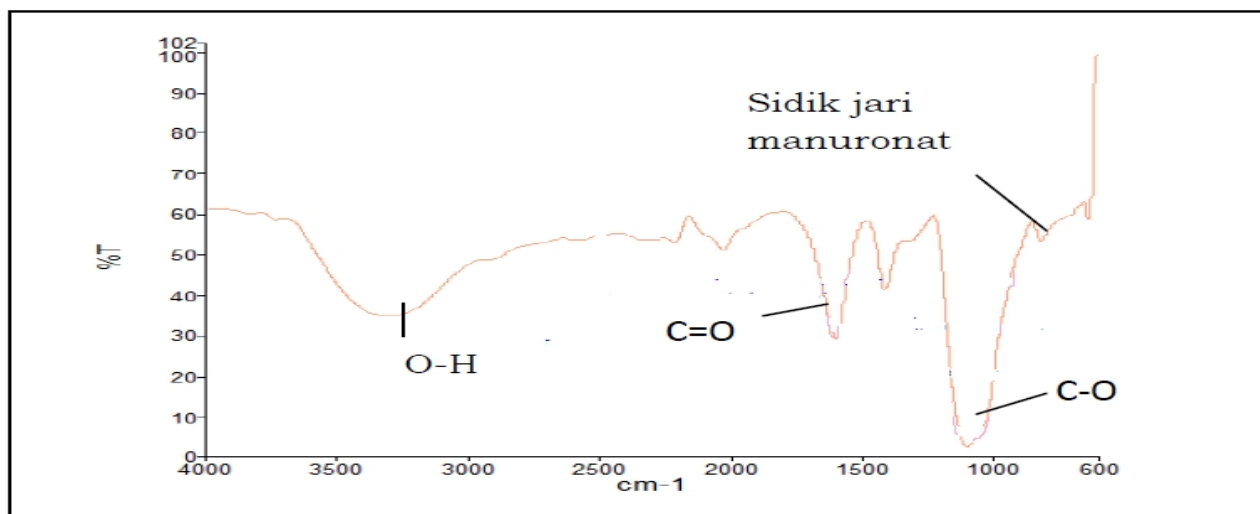
Spektroskopi FTIR digunakan untuk menentukan gugus fungsi utama yang terdapat pada permukaan dan bertanggung jawab untuk pengikatan ion logam (Chand et al., 2014). Karakterisasi FTIR pada penelitian ini menggunakan Shimadzu Spektrofotometer dengan

spektrum infra merah sedang dengan rentang 400-4000 cm^{-1} .

Spektrum FTIR natrium alginat untuk mobilisasi biosorben daun nenas pada Gambar 2 menunjukkan serapan pada puncak melebar pada angka gelombang 3301,14 cm^{-1} menunjukkan serapan gugus fungsi hidroksil ($-\text{OH}$). Pada angka gelombang 1600,36 cm^{-1} merupakan vibrasi ulur dari gugus karboksil ($-\text{C}=\text{O}$), Pita

pada angka gelombang 1096,29 menandakan vibrasi ulur dari C-O pada alkohol dan asam karboksilat. Pada

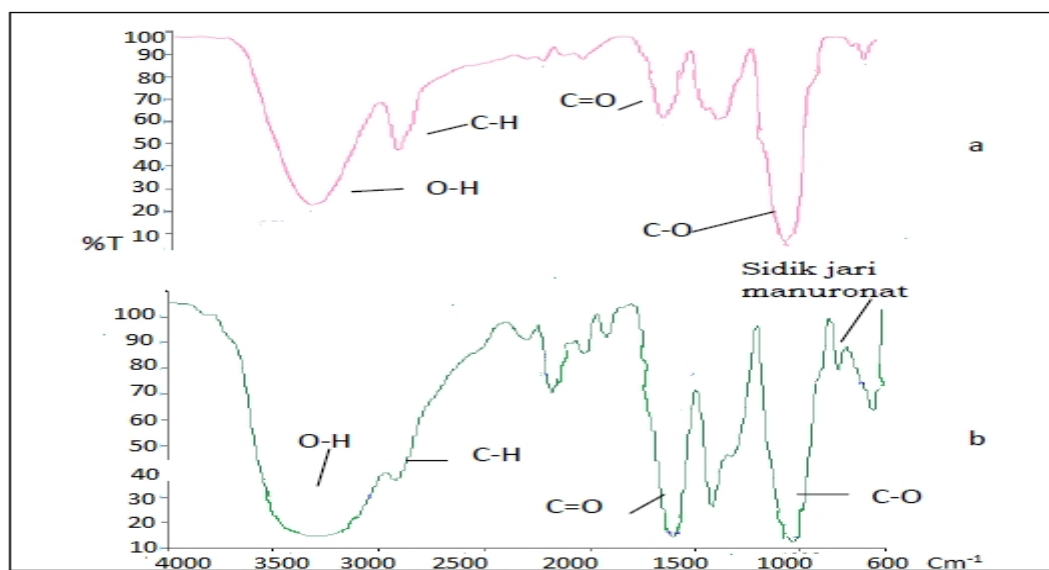
bilangan gelombang 809,95 cm^{-1} menunjukkan daerah sidik jari asam manuronat (Aristya et al., 2017).



Gambar 2. Spektrum FTIR Natrium Alginat.

Gambar 3 memperlihatkan spektrum FTIR biosorben daun nanas sebelum dan setelah teramobilisasi. Beberapa gugus fungsi mengalami pergeseran yaitu puncak pada angka gelombang 3333,77 cm^{-1} menjadi 3288,48 cm^{-1} gugus fungsi hidroksil (-OH). Puncak pada 2914,85 cm^{-1} bergeser menjadi 2923,29 cm^{-1} merupakan vibrasi ulur asimetris gugus -CH. Puncak pada 1632,93 cm^{-1} bergeser ke bilangan gelombang 1599,16 cm^{-1} terjadi vibrasi ulur gugus karboksil (-C=O). Pita pada angka

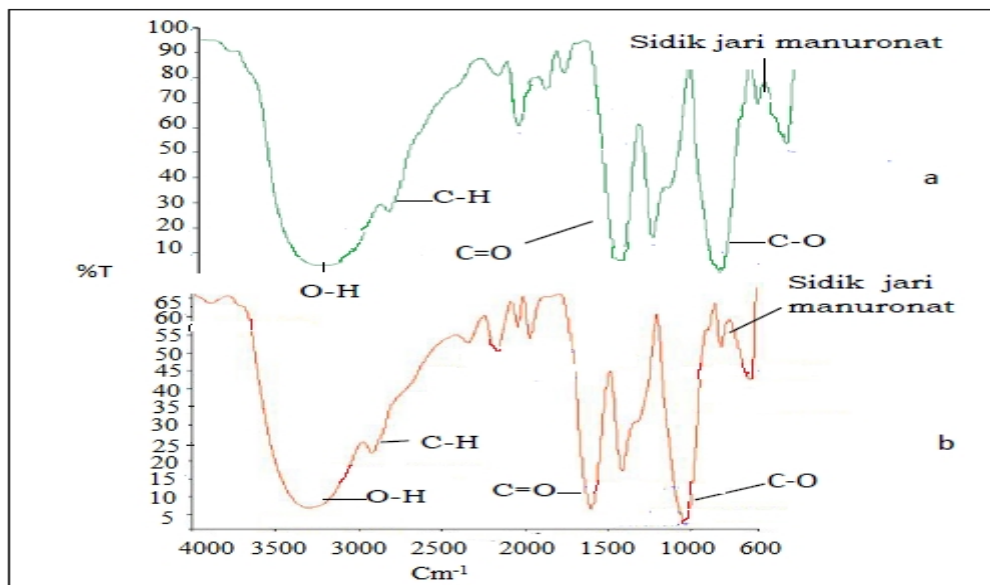
gelombang 1032,14 cm^{-1} bergeser ke 1027,51 cm^{-1} terjadi vibrasi ulur C-O dari alkohol dan asam karboksilat. Puncak serapan pada gambar 3b dengan bilangan gelombang 812,36 cm^{-1} yang tidak terdapat pada gambar 3a. Hal ini menurut Aristya et al (2017) jika bilangan gelombang 810-850 cm^{-1} merupakan daerah sidik jari asam manuronat (Aristya et al., 2017). Penambahan gugus fungsi baru tersebut menunjukkan bahwa proses amobilisasi telah berhasil dilakukan.



Gambar 3. Spektrum FTIR biosorben daun nanas (a) sebelum dan (b) setelah amobilisasi Ca-alginat

Gambar 4 memperlihatkan spektrum FTIR sesudah biosorpsi ion Cd^{+2} oleh biosorben daun nanas teramobilisasi Ca-alginat. Spektrum tersebut menunjukkan ada beberapa pita serapan yang mengalami pergeseran bilangan gelombang yang memberikan informasi kemungkinan interaksi antara gugus fungsi yang terdapat dalam biosorben dengan ion logam (Cheraghi et al., 2015). Pergeseran yang terjadi ditandai dengan terjadinya vibrasi ulur asimetris pada angka gelombang 3288,48 cm^{-1} menjadi 3299,38 cm^{-1} .

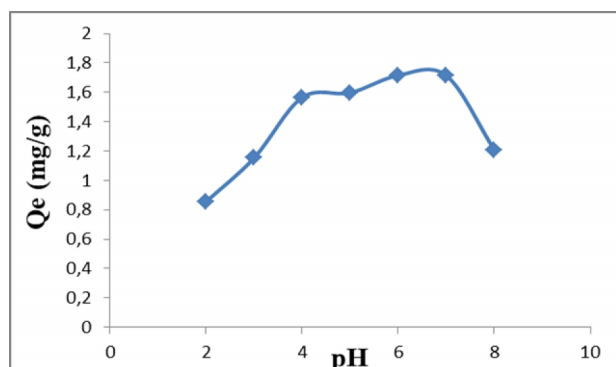
Perubahan pita serapan juga terjadi pada angka gelombang 1599,16 cm^{-1} menjadi 1597,32 cm^{-1} yang menandai terjadinya pergeseran puncak karboksilat setelah berikatan dengan ion logam Cd^{+2} . Gugus fungsi C-O bergeser dari 1027,51 cm^{-1} menjadi 1029,68 cm^{-1} . Hasil menunjukkan bahwa gugus karboksilat bebas berubah menjadi karboksilat terikat dimana terjadi interaksi antara ion logam dengan gugus karboksil pada biosorben.



Gambar 4. Spektrum FTIR biosorben teramobilisasi Ca-alginat sebelum dan setelah biosorpsi ion logam Cd^{+2}

3.4. Pengaruh pH

Parameter pH merupakan salah satu parameter yang sangat penting dalam mempelajari proses biosorpsi logam (Salem et al., 2012). Hal ini berhubungan dengan kemampuan kompetisi ion hidrogen dengan ion logam ke sisi aktif pada permukaan biosorben (Verma et al., 2013)



Gambar 5. Pengaruh pH larutan terhadap kapasitas penyerapan Cd^{+2} ($C_0 = 10 \text{ mg/L}$, $= 0,1 \text{ g}$, $V = 20 \text{ mL}$, ukuran partikel = $90 \mu\text{m}$ (170 mesh), $t = 45 \text{ menit}$, kecepatan pengadukan = 150 rpm)

Gambar 5 memperlihatkan kapasitas biosorpsi tertinggi yakni pada pH 6 sebesar $1,7158 \text{ mg/g}$, sedangkan kapasitas biosorpsi terendah yakni pada pH 2 sebesar $0,855 \text{ mg/g}$. Kapasitas adsorpsi yang lebih rendah pada pH 2 dikarenakan pada kondisi sangat asam, terjadi kompetisi antara ion hidrogen dengan ion logam pada bagian situs aktif, penyerapan dengan jumlah ion hidrogen yang lebih besar membatasi penyerapan ion logam (Chaidir et al., 2015) sehingga pada kondisi sangat asam, serapan logam lebih rendah (Salem et al., 2012).

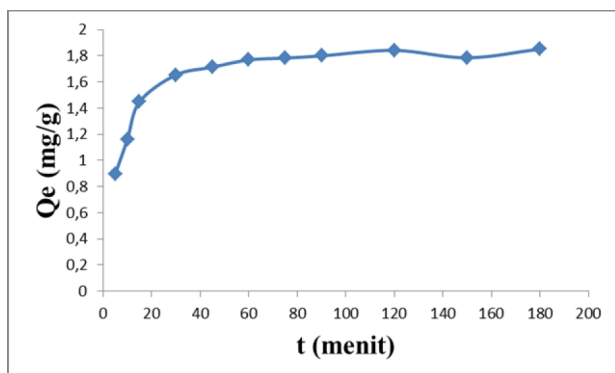
Pada pH 3-6 didapat kapasitas biosorpsi yg lebih besar dibandingkan dengan larutan pH yang lainnya karna situs aktif pada permukaan akan terekspos dan meningkatkan muatan negatif dari karboksilat, sehingga

dapat meningkatkan kapasitas penyerapan ion logam (M. Bijang et al., 2018). pH 7 dan 8 mengalami penurunan kapasitas biosorpsi menjadi $1,421 \text{ mg/g}$ dan $1,208 \text{ mg/g}$. Hal ini terjadi karena ada persaingan antara molekul aktif dari biosorben yang bermuatan negatif dan ion OH^- . Dalam kondisi ini, ada pembentukan kompleks hidroksida anionik antara ion Cd^{+2} dan gugus hidroksil yang membentuk endapan (Chaidir et al., 2015). Pengendapan ion logam Cd^{+2} yang mengurangi kelarutan ion Cd^{+2} pada larutan, mengakibatkan berkurangnya jumlah ion Cd^{+2} yang dapat diadsorpsi oleh permukaan sehingga kapasitas biosorpsi berkurang.

3.5. Pengaruh waktu kontak

Waktu kontak merupakan salah satu parameter penting keberhasilan penggunaan biosorben. Oleh karena itu, waktu yang dibutuhkan biosorben daun nenas teramobilisasi Ca-alginat mengadsorpsi ion logam Cd^{+2} ditunjukkan pada Gambar 6. Gambar 6 menunjukkan bahwa kapasitas biosorpsi meningkat seiring dengan semakin lama waktu pengontakan antara biosorben dan ion logam Cd^{+2} . Waktu kontak yang lebih lama memungkinkan proses difusi dan interaksi lebih baik. Waktu yang dibutuhkan untuk mencapai keadaan kesetimbangan yakni 120 menit dengan kapasitas adsorpsi sebesar $1,84 \text{ mg/g}$.

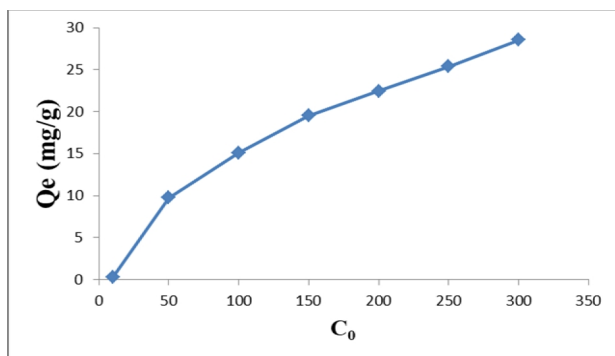
Hasil penelitian menunjukkan bahwa waktu yang dibutuhkan untuk mencapai kesetimbangan cukup lama. Hal ini dikarenakan, pada biosorben daun nenas teramobilisasi dalam Ca-alginat, terjadi proses difusi dari larutan *bulk* menuju permukaan biosorben cukup lama dimana biosorben teramobilisasi dalam bentuk terperangkap (*entrapment*) di dalam matriks Ca-alginat, sehingga sebelum mencapai permukaan biosorben ion logam yang bergerak dalam larutan akan menuju Ca-alginat dahulu, baru kemudian mencapai permukaan biosorben (Lestari et al., 2016).



Gambar 6. Pengaruh waktu kontak terhadap kapasitas biosorpsi ion Cd^{+2} (pH 6, $m = 0,1$ g, $C_0 = 10$ mg/L, 150 rpm).

3.6. Pengaruh konsentrasi

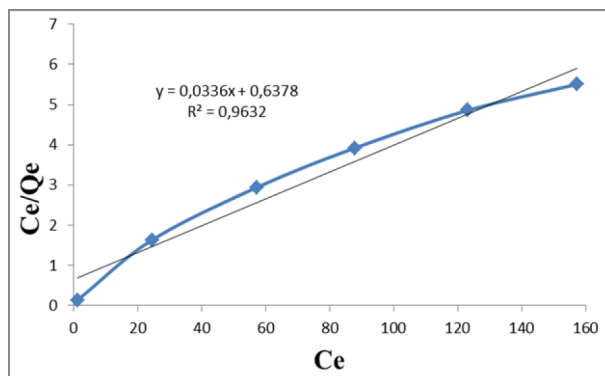
Gambar 7 memperlihatkan bahwa semakin tinggi konsentrasi larutan maka semakin besar kapasitas biosorpsi yang didapat. Kapasitas biosorpsi yang paling besar ada pada konsentrasi 300 mg/L dengan kapasitas penyerapan sebesar 28,56 mg/L. Hal ini menunjukkan bahwa konsentrasi ion logam mula-mula memberikan gaya dorong untuk terjadinya perpindahan ion di antara biosorben dan medium biosorpsi. Semakin tinggi konsentrasi semakin besar kapasitas adsorpsi. Hal ini disebabkan karena pengaruh gaya dorong dari ion logam untuk bergerak menuju ke permukaan dinding sehingga kapasitas adsorpsi tinggi (Fang et al., 2019). Dengan meningkatnya konsentrasi maka akan lebih banyak ion logam yang mengikat gugus fungsi biosorben sehingga kapasitas biosorpsi meningkat (Chaidir et al., 2015).



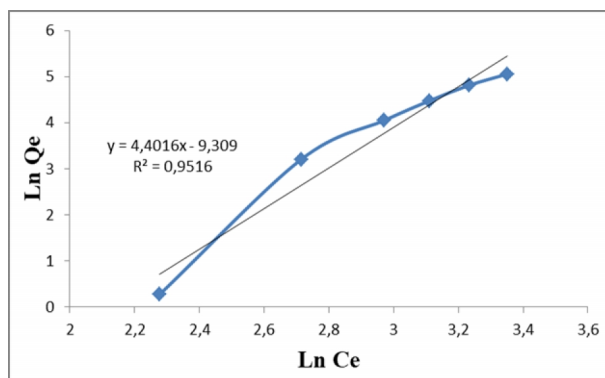
Gambar 7. Pengaruh konsentrasi larutan terhadap kapasitas biosorpsi ion logam Cd^{+2} dengan biosorben daun nanas teramobilisasi Ca-alginat, pH larutan Cd 6, $V = 20$ mL, $m = 0,1$ g, $t = 120$ menit).

3.7. Isoterm biosorpsi

Isoterm biosorpsi kesetimbangan merupakan suatu data untuk memahami mekanisme biosorpsi (Lasheen et al., 2012) yang memberikan hubungan yang spesifik antara konsentrasi kesetimbangan adsorbat dalam larutan dan jumlah yang terbiosorpsi pada permukaan biosorben (Jain et al., 2017). Dalam penelitian ini, model isoterm biosorpsi ion Cd^{+2} pada biosorben daun nanas teramobilisasi Ca-alginat dianalisis menggunakan model isoterm biosorpsi Langmuir dan Freundlich dengan menggunakan persamaan 3 dan persamaan 4.



Gambar 8. Model isoterm Langmuir biosorpsi ion logam Cd^{+2} menggunakan biosorben daun nanas teramobilisasi Ca-alginat



Gambar 9 Model isoterm Freundlich biosorpsi ion logam Cd^{+2} menggunakan biosorben daun nanas teramobilisasi Ca-alginat

Model Isoterm Langmuir menggunakan biosorben daun nanas teramobilisasi Ca-alginat pada Gambar 8 yang menunjukkan nilai koefisien regresi (R^2) = 0,9632 lebih mendekati 1 dibandingkan nilai koefisien regresi model Isoterm Freundlich yang nilainya 0,9516. Hal ini menunjukkan bahwa biosorpsi ion Cd^{+2} pada biosorben daun nanas teramobilisasi Ca-alginat cenderung ke model isoterm Langmuir. Permukaan biosorben mempunyai sejumlah sisi aktif, setiap sisi aktif dapat mengadsorpsi satu molekul adsorbat dan bila setiap sisi aktif yang telah mengadsorpsi adsorbat, maka biosorben tidak dapat menyerap lagi. Biosorpsi terjadi karena adanya interaksi antara sisi aktif biosorben dengan adsorbat yang melibatkan ikatan kimia (Lestari et al., 2016). Bentuk linier dari isoterm Langmuir pada gambar 8 menunjukkan bahwa permukaan biosorben seragam, dan semua situs adsorpsinya aktif dan membentuk monolayer (Othman et al., 2011).

Tabel 1 memperlihatkan nilai parameter isoterm Langmuir dengan untuk nilai K_L sebesar 0,0527 L/mg yang merupakan konstanta afinitas yang menunjukkan kekuatan ikatan molekul adsorbat pada permukaan biosorben. Kemudian untuk nilai Q_{\max} sebesar 29,762 mg/g menunjukkan kapasitas maksimum secara perhitungan monolayer biosorben yang mana nilainya tidak jauh berbeda dengan kapasitas maksimum biosorben secara eksperimen yakni 28,56 mg/g. Disamping itu, isoterm biosorpsi langmuir dapat diekspresikan oleh konstanta dimensional yang disebut parameter kesetimbangan. Dalam penelitian ini, nilai K_L

yang diperoleh berkisar antara 0,002-0,069 pada rentang konsentrasi 10-300 mg/L. Hal ini mengindikasikan bahwa proses biosorpsi *favorable* karena nilai K_L berada pada rentang 0-1 (Chand et al., 2014). Sedangkan nilai parameter isoterm freundlich diperoleh nilai K_F sebesar

$9,06 \cdot 10^{-5}$ mg/L dan nilai n sebesar 0,2272. Nilai n berhubungan dengan distribusi ion terikat pada permukaan biosorben. Nilai $1/n$ yang didapat sebesar 4,4016.

Tabel 1.

Nilai parameter isoterm Langmuir dan Freundlich pada biosorpsi ion logam Cd^{+2} dengan biosorben daun nenas terambobilisasi Ca-alginat.

Ion	Isoterm Langmuir				Isoterm Freundlich			
	Q_{\max} (mg/g)	K_L	Q_{\exp} (mg/g)	R^2	K_F	N	$1/n$	R^2
Cd^{+2}	29,762	0,0527	28,560	0,9632	$9,06 \cdot 10^{-5}$	0,2272	4,4016	0,9516

4. Kesimpulan

Hasil karakterisasi FTIR biosorben daun nenas terambobilisasi Ca-alginat memperlihatkan adanya gugus fungsi yang berperan dalam proses biosorpsi diantaranya gugus hidroksil, amina, karboksil dan karbonil dimana setelah proses biosorpsi ion logam terjadi pergeseran angka gelombang dari beberapa gugus. Hal ini menandakan bahwa proses mekanisme biosorpsi bisa berlangsung secara pertukaran ion atau pembentukan kompleks. Kondisi optimum dan kapasitas biosorpsi masing-masing parameter yaitu pada pH 6, waktu kontak selama 120 menit, konsentrasi larutan 300 mg/L sebesar 28,56 mg/g untuk biosorpsi ion logam $\text{Cd}(\text{II})$ pada biosorben daun nenas terambobilisasi Ca-alginat dengan massa 0,1 gram dan volume 20 mL. Mekanisme biosorpsi yang sesuai cenderung secara isoterm langmuir dengan nilai $R^2 = 0,9632$, $K_L = 0,0527$ L/mg, yang menunjukkan kekuatan ikatan molekul adsorbat dan biosorben dan $Q_{\max} = 29,762$ mg/g. Biosorben daun nenas terambobilisasi Ca-alginat memiliki potensial yang bagus untuk mengadsorpsi ion logam Cd^{+2} .

Daftar pustaka

Aristya, I.M.T.W., Admadi, B., Arnata, I., 2017. Karakteristik mutu dan rendemen alginat dari ekstrak rumput laut *Sargassum sp.* dengan menggunakan larutan asam asetat. J. Rekayasa dan Manaj. Agroindustri 5, 81–92.

Cao, L., Lu, W., Mata, A., Nishinari, K., Fang, Y., 2020. Egg-box model-based gelation of alginate and pectin: A review. Carbohydr. Polym. 242, 116389. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.116389>

Chaidir, Z., Sari, P.N., Zein, R., Munaf, E., 2015. Calcium alginate immobilized sugar palm fruit (*Arenga pinnata* Merr) Shell for the removal of $\text{Pb}(\text{II})$ and $\text{Cd}(\text{II})$ ions. J. Chem. Pharm. Res. 7, 965–972.

Chakravarty, P., Sarma, N. Sen, H.P., 2010. Biosorption of cadmium(II) from aqueous solution using heartwood powder of *Areca catechu*. Chem. Eng. J. 162, 949–955. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.06.048>

Chand, P., Shil, A.K., Sharma, M., Pakade, Y.B., 2014. Improved adsorption of cadmium ions from aqueous solution using chemically modified apple pomace: Mechanism, kinetics, and thermodynamics. Int. Biodeterior. Biodegrad. 90, 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.10.028>

Cheraghi, E., Ameri, E., Moheb, A., 2015. Adsorption of

cadmium ions from aqueous solutions using sesame as a low-cost biosorbent: kinetics and equilibrium studies. Int. J. Environ. Sci. Technol. 12, 2579–2592. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0812-3>

Fang, Y., Suganthan, B., Ramasamy, R.P., 2019. Electrochemical characterization of aromatic corrosion inhibitors from plant extracts. J. Electroanal. Chem. 840, 74–83. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2019.03.052>

Han, T.W., Tseng, C.C., Cai, M., Chen, K., Cheng, S.Y., Wang, J., 2020. Effects of cadmium on bioaccumulation, bioabsorption, and photosynthesis in *Sarcodia suiae*. Int. J. Environ. Res. Public Health 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041294>

Jain, S.K., Shakil, N.A., Dutta, A., Kumar, J., Saini, M.K., 2017. Sorption kinetics and isotherm modelling of imidacloprid on bentonite and organobentonites. J. Environ. Sci. Heal. - Part B Pestic. Food Contam. Agric. Wastes 52, 326–337. <https://doi.org/10.1080/03601234.2017.1281653>

Lasheen, M.R., Ammar, N.S., Ibrahim, H.S., 2012. Adsorption/desorption of $\text{Cd}(\text{II})$, $\text{Cu}(\text{II})$ and $\text{Pb}(\text{II})$ using chemically modified orange peel: Equilibrium and kinetic studies. Solid State Sci. 14, 202–210. <https://doi.org/10.1016/j.solidstatesciences.2011.11.029>

Lestari, I., Sy, S., Kurniawati, D., Alif, A., Zein, R., Aziz, H., 2016. Effect of pH on the biosorption of heavy metal by alginate immobilized durian (*Durio zibethinus*) seed. Der Pharma Chem. 8, 294–300.

M. Bijang, C., Latupeirissa, J., Ratuhanrasa, M., 2018. Biosorpsi ion logam tembaga (Cu^{2+}) pada biosorben rumput laut coklat (*Padina australis*). Indo. J. Chem. Res. 6, 27–37. <https://doi.org/10.30598/ijcr.2018.6-cat>

Mahardika, M., Abrial, H., Kasim, A., Arief, S., Asrofi, M., 2018. Production of nanocellulose from pineapple leaf fibers via high-shear homogenization and ultrasonication. Fibers 6, 1–12. <https://doi.org/10.3390/fib6020028>

Mahbub, A.M., 2012. Studi ekstraksi alginat dari biomassa rumput laut coklat (*Sargassum crassifolium*) sebagai adsorben dalam biosorpsi ion logam Cadmium (II). Perpust. Univ. Indones. 1–104.

Mopoung, R., Kengkhetkit, N., 2016. Lead and cadmium removal efficiency from aqueous solution by NaOH treated pineapple waste. Int. J. Appl. Chem. 12, 23–35.

Othman, Z.A.A., Hashem, A., Habila, M.A., 2011. Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies of

- cadmium (II) adsorption by modified agricultural wastes. *Molecules* 16, 10443–10456. <https://doi.org/10.3390/molecules161210443>
- Salem, N.M., Awwad, A.M., Al-dujaili, A.H., 2012. Biosorption of Pb (II), Zn (II), and Cd (II) from Aqueous Solutions by (*Eriobotrya japonica*) Loquat Bark. *Int. J. Environ. Prot.* 2, 1–7.
- Shahbeig, H., Bagheri, N., Ghorbanian, S.A., Hallajisani, A., Poorkarimi, S., 2013. A new adsorption isotherm model of aqueous solutions on granular activated carbon. *World J. Model. Simul.* 9, 243–254.
- Tan, W.S., Ting, A.S.Y., 2012. Efficacy and reusability of alginate-immobilized live and heat-inactivated *Trichoderma asperellum* cells for Cu (II) removal from aqueous solution. *Bioresour. Technol.* 123, 290–295. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.082>
- Tukaram Bai, M., Shaik, O., Kavitha, J., Hemanth Varma, M.S., Chittibabu, N., 2019. Biosorption of eosin yellow dye from aqueous solution using sugarcane bagasse: equilibrium, kinetics and thermodynamics. *Mater. Today Proc.* 26, 842–849. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.01.051>
- Verma, A., Shalu, Singh, A., Bishnoi, N.R., Gupta, A., 2013. Biosorption of Cu (II) using free and immobilized biomass of *Penicillium citrinum*. *Ecol. Eng.* 61, 486–490. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.008>
- Wu, P., Li, C., Chen, J., Zheng, C., Hou, X., 2012. Determination of cadmium in biological samples: An update from 2006 to 2011. *Appl. Spectrosc. Rev.* 47, 327–370. <https://doi.org/10.1080/05704928.2012.665401>